Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Ideer til fremtidens affaldsdeponering

Miljøprojekt nr. 1412, 2012

Titel:

Ideer til fremtidens affaldsdeponering

Redaktion:

Kurt Ambo Nielsen, KanMiljø

Henrik Aktor, Aktor innovation

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

Foto:

Illustration:

År:

2012

Kort:

ISBN nr.

978-87-92779-90-8

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER **5**

SUMMARY AND CONCLUSIONS **7**

1 INDLEDNING **9**

1.1 BAGGRUND 9
1.2 FORMÅL 9

2 FORUDSÆTNINGER **11**

2.1 DEPONERINGSBEKENDTGØRELSEN 11
2.2 GRÆNSEVÆRDIERNE 11
2.3 EKSISTERENDE PRAKSIS 12
2.4 HYDROGEOLOGISKE OG GEOKEMISKE RANDBETINGELSER 12
2.4.1 Hydrogeologiske randbetingelser 12
2.4.2 Geokemiske randbetingelser 13

3 GRUNDLÆGGENDE PRINCIPPER OG VURDERINGER **15**

3.1 OVERORDNEDE MASSESTRØMME 15
3.2 INTEGRATION AF DRIFTSFASE OG DÆMPNINGSFASE 16
3.3 HVORDAN KAN MAN DÆMPE KILDEN I ET DEPONERINGSANLÆG 18

4 DEPONERINGSANLÆG MED PASSIV RENSNING **21**

4.1 HYDRAULISKE PRINCIPPER TIL PASSIV OPSAMLING 21
4.1.1 Naturgivne hydrauliske randbetingelser 21
4.1.2 Hydraulisk indretning af type 1 deponeringsanlæg 21
4.1.3 Hydraulisk indretning af type 2 deponeringsanlæg 22
4.1.4 Hydraulisk indretning af type 3 deponeringsanlæg 22
4.2 TEKNISKE PRINCIPPER TIL PASSIV RENSNING 23
4.2.1 Forureningskomponenter 23
4.2.2 Rensemetoder 24
4.2.3 Anvendelse af adsorbenter i deponeringsanlæg 24
4.3 KONTROL OG OVERVÅGNING 25

5 VURDERING AF ØKONOMI OG MILJØKONSEKVENSER **27**

5.1 DEPONERINGSANLÆGGETS ØKONOMI 27
5.1.1 Vurdering af omkostninger til anlæg, drift, nedlukning og efterbehandling 27
5.1.2 Jordkøb m.m. 27
5.1.3 Myndighedsbehandling 27
5.1.4 Anlægsarbejder, projektering og tilsyn 27
5.1.5 Driftsmidler 28
5.1.6 Driftsomkostninger 28
5.1.7 Nedlukning og efterbehandling 28
5.1.8 Sammenstilling af resultater 28
5.2 MILJØKONSEKVENSER 29
5.3 ANBEFALINGER TIL OPFØLGENDE AKTIVITETER OG UNDERSØGELSER 30

6 KONKLUSION OG ANBEFALINGER **31**

7 LITTERATUR **33**

Bilag 1: Procesberegninger for dæmpningsfase i deponeringsanlæg **35**

Sammenfatning og konklusioner

Traditionel affaldsdeponering indebærer oppumpning af det producerede perkolat og transport til et decentralt renseanlæg. En alternativ indretning af et deponeringsanlæg med passiv rensning og/eller fortynding af perkolat er undersøgt. Den grundlæggende idé er, at perkolatet efter rensning udledes til det omgivende miljø i form af grundvand eller vandområde og her opfylder gældende miljøkrav til grundvand og overfladevand. På basis af denne undersøgelse kan følgende sammenfattes og konkluderes:

- Der er skitseret 2 indretninger af deponeringsanlægget med passiv rensning, ét hvor det trykfordelende lag i bunden af anlægget er udformet som et reaktivt medie og ét, hvor der etableres en reaktiv væg ved udløbet fra anlægget. Endelig er skitseret en indretning med højpermeable zoner i affaldet som gør, at der sker en fortynding af perkolatet med den nedsivende nedbør.
- Indledende vurderinger af rensemetoder i det reaktive medie viser, at det er muligt at enten rense eller fortynde perkolat til en grad, som gør denne type anlæg attraktivt. I optimale tilfælde kan det forventes, at perkolatet ved afløb fra anlægget kan opfylde grundvandskriterierne.
- En sammenligning af driftsomkostningerne mellem et traditionelt anlæg og et anlæg med passiv rensning viser, at anlægget med passiv rensning er væsentligt billigere i drift end et traditionelt anlæg, idet anlægget med passiv drift ikke har udgifter forbundet med transport og decentral rensning af perkolat.
- Anlægsomkostningen ved et anlæg med passiv rensning forventes at blive marginalt dyrere end ved et traditionelt anlæg, men denne fordyrelse opvejes rigeligt ved sparede driftsomkostninger.
- Et deponeringsanlæg med passiv rensning udgør en mindre miljøbelastning end et traditionelt anlæg, da der ikke anvendes energi til transport og rensning af perkolat decentralt.
- Svigter den passive perkolatrensning opstår muligheden for en grundvandsforurening. Muligheden for grundvandsforurening er dog også til stede ved traditionelle anlæg.

Det anbefales at gennemføre kemisk og hydraulisk modellering af transportprocesserne i affaldet til en mere præcis vurdering af effektiviteten af et deponeringsanlæg med passiv rensning. Endelig anbefales det at gennemføre et skitseprojekt for et deponeringsanlæg med passiv rensning på en udvalgt lokalitet.

Summary and conclusions

Traditional land filling requires leachate transport to and treatment at an off-site treatment plant. An alternative method of land filling with passive leachate treatment or dilution on site has been examined. The basic principle is, that leachate after treatment flows to the surrounding groundwater body or water body in compliance with environmental water quality criteria. Based on this examination the following may be summarized and concluded:

- Two land fill designs with passive treatment are presented, one with a reactive medium forming the base of the land fill and one with a reactive wall at the downstream end of the land fill. Further, a design with high permeability zones in the waste is presented and this provides a dilution of leachate by infiltrating rain water.
- Provisional evaluation of treatment methods shows that it is possible to treat leachate to concentration levels, that makes this type of landfill attractive. In ideal cases it may be expected that leachate can meet groundwater quality criteria.
- A comparison of operational costs of a traditional land fill to that of a land fill with passive treatment shows, that the landfill with passive treatment is considerably more cost effective than a traditional land fill since leachate is not transported off site for treatment.
- The erection cost for a landfill with passive treatment is expected to be slightly higher than that of a traditional land fill, but this cost is comfortably covered by the smaller operational costs.
- A land fill with passive treatment has a smaller environmental impact than the traditional land fill since there is no energy consumption for leachate transport and treatment.
- In the event, that passive treatment fails at some point in time, there is a risk of groundwater contamination. This risk, however, is also present for a traditional land fill.

It is recommended to carry out chemical and hydraulic modeling of transport processes in the waste for a more precise evaluation of the effectiveness of a land fill with passive treatment. Further, it is recommended to carry out preliminary design of a land fill with passive treatment at a selected site.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Affaldsdeponering udføres i Danmark traditionelt ved opfyldning indenfor lavpermeable vægge og bund, som kan være naturlig eller være opbygget på stedet med ler, og som regel med en kunstig membran som ekstra sikkerhed. Nedbør over et deponeringsanlæg giver anledning til perkolatdannelse, som opsamles og sendes videre til behandling. Til overvågning af et eventuelt udslip af perkolat, som kan påvirke grundvandskvaliteten, udføres et passende antal boringer, hvorfra der udtages grundvandsprøver til kemisk analyse.

Overvågningen fortsætter efter ophør af deponeringen i den såkaldte efterbehandlingsperiode, som i udgangspunktet er 30 år, med mindre affaldssammensætningen og forureningsudvaskningen begrunder noget andet. Herefter vil deponeringsanlægget overgå til en passiv tilstand. Det betyder, at de miljøbeskyttende foranstaltninger ikke længere drives aktivt. Til finansiering af efterbehandlingsperioden og den egentlige nedlukning (slutafdækning, fjernelse af installationer m.m.) afkræves brugerne et gebyr baseret på den deponerede affaldsmængde - den såkaldte sikkerhedsstillelse.

Miljøstyrelsen ønsker at undersøge muligheden for at indrette fremtidens deponeringsanlæg med en løbende in-situ rensning af perkolat eller en høj grad af fortynding, som gør det muligt at udlede perkolat til det omgivende miljø og som gør, at grundvandskvaliteten altid er overholdt i en nærmere defineret afstand nedstrøms deponeringen. Herved åbnes mulighed for at drive deponering uden opsamling af perkolat og med begrænset efterfølgende overvågning og dermed med et væsentligt mindre behov for opkrævning af sikkerhedsstillelse.

Miljøstyrelsen har i november 2011 indgået en aftale med KAN*miljø* og med AKTOR innovation som underleverandør om at foretage indledende vurderinger af muligheden for affaldsdeponering efter ovenstående principper.

1.2 Formål

Formålet med projektet er at formulere principforslag, som beskriver de hydrauliske og proceskemiske muligheder, der kan tænkes at finde anvendelse til indretning af et deponeringsanlæg, som passivt renser perkolat og udleder dette til omgivelserne uden at overskride gældende krav til grundvandskvaliteten. Herudover gennemføres estimater af de økonomiske konsekvenser, sådanne anlæg måtte have, set i forhold til gældende traditionelle deponeringsanlæg.

2 Forudsætninger

2.1 Deponeringsbekendtgørelsen

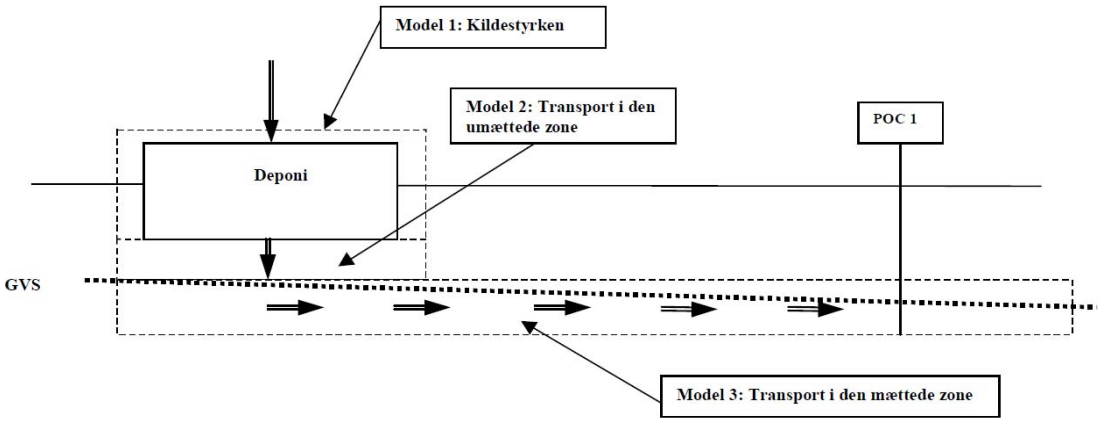
Bekendtgørelsen, /1/, redegør for en række planlægningsmæssige, juridiske og tekniske forhold omkring placering, indretning og drift af deponeringsanlæg. De tekniske forhold, som er relevante i forhold til nærværende projekt, vedrører indretning og drift.

Bekendtgørelsen udstikker retningslinjer for beskyttelse af grundvandet gennem etablering af membraner samt kriterier for overvågning af grundvandet. Af særlig relevans for dette projekt er oversigter over grænseværdier for udvaskning fra affald for en række metaller, salte og opløst organisk kulstof. Grænseværdier anvendes i det følgende som maksimale koncentrationer af de pågældende kemiske stoffer, som skal behandles i det passive rensningssystem.

Deponeringsbekendtgørelsen omhandler følgende typer affald: inert affald, mineralsk affald, farligt affald og blandet affald. Der foreligger værdier for udvaskning (perkolat) fra deponeringsanlæg for inert affald og farligt affald. For begge affaldstyper anvendes i denne rapport grænseværdier for kystnære deponeringsanlæg, dvs. klasse IA1 for inert affald og klasse FA1 for farligt affald. Der foreligger ikke grænseværdier for blandet affald, og for mineralsk affald er grænseværdierne under revision.

2.2 Grænseværdierne

Resultater fra udvaskningstests på affald som ønskes placeret på et deponeringsanlæg kan kobles til effekten i miljøet vha. modeller der beskriver effekten på deponeringsanlæggets kildestyrke og transporten i umættede og mættede grundvandsmagasiner som vist i Figur 1, /2/. Effekten i miljøet vurderes ud fra sammenligning med grundvandskvalitetskriterier i et referencepunkt (POC: Point of compliance).



Figur 1. Princip for vurdering og beregning af risikoen for overskridelse af grundvandskvaliteten i et reference punkt (POC) omfatter 3 koblede modeller for kildestyrke, transport i den umættede zone samt mættede zone /2/.

Transport model 2 og 3 kan være numeriske strømningsmodeller med geokemisk beregning af adsorptionen ud fra vand/jordfordelingskoefficienten K_D.

Beregning af kildestyrken kan foretages ud fra en model om ideelt opblandet reaktor (CSTR modellen: Continuously Stirred Tank Reactor), hvor resultater fra udvaskningstest på affaldstyperne kan give de nødvendige parametre, /2/.

CSTR modellen er baseret på et deponeringsscenarie, der beskriver deponeringsanlæggets fysiske opbygning (areal og fyldhøjde), dets hydrauliske egenskaber (ledningsevne for bundmembran og funktionskrav til primær-/plastmembran) og de klimatiske forhold (nettoinfiltration på 350 mm). Stofudvaskningen beskrives som en eksponentielt aftagende funktion af væske-/faststofforholdet (L/S) og κ (kappa, [kg/l]), der er en komponentspecifik og affaldsspecifik konstant, samt startkoncentrationen C_0. Output fra modellen er flux og koncentration af udvaskede stoffer umiddelbart over deponeringsanlæggets bund som funktion af tiden:

$$C = C_0 \cdot e^{-\kappa \cdot (L/S)}$$

2.3 Eksisterende praksis

Deponering af affald foregår i Danmark typisk ved at anbringe affaldet i et deponeringsanlæg, der er afgrænset af lavpermeable vægge og bund. Afgrænsningen kan bestå af en naturlig lermembran, en på stedet opbygget lermembran, eller en af disse kombineret med en plastmembran.

Mens der tidligere ikke foregik en systematisk sortering af affaldet, opdeles affaldet i dag i 4 typer: inert, mineralsk, farligt og blandet affald. Forskellige typer af affald kan i princippet godt deponeres i den samme anlæg, og i så fald deponeres det som udgangspunkt i adskilte enheder og celler.

Affaldet kan ved deponeringen have et vist vandindhold, som producerer perkolat. Efter dansk praksis afdækkes deponeringsanlægget ikke med en vandtæt topmembran, idet der ønskes perkolatproduktion i både driftsfase og i den efterfølgende efterbehandlingsperiode (overvågnings- og kontrolfasen).

I drifts- og efterbehandlingsfasen foretages opsamling af perkolat, som sendes til rensning inden udledning til vandområder. Efter at et deponeringsanlæg er overgået til passiv tilstand, vil infiltrerende nedbør resultere i, at anlægget bliver vandfyldt, og at perkolat derfor strømmer over kanten af deponeringsanlægget, samtidig med, at en lille perkolatmængde siver gennem anlæggets bundmembran.

Gældende praksis for varigheden af deponeringsanlæggets overvågnings- og kontrolfase er i udgangspunktet 30 år, medmindre affaldssammensætningen og affaldsudvaskningen begrunder noget andet. Omkostningerne til overvågning er finansieret via en afgift på det deponerede affald. Efter de 30 år standses kontrollen og overvågningen, med mindre der er et konstateret behov for at fortsætte.

2.4 Hydrogeologiske og geokemiske randbetingelser

2.4.1 Hydrogeologiske randbetingelser

I det følgende forudsættes deponeringsanlægget at være placeret i et geologisk miljø, der tillader den dannede perkolatmængde at sive ud efter passiv rensning.

Deponeringsanlæggets øvre rand er afslutningen i det nye terræn, og her foregår en netto grundvandsdannelse, som er afhængig af lokalitetens hydrologi. I /2/ er der angivet forudsætninger, hvor grundvandsdannelsen er antaget lig perkolatdannelsen på 350 mm/år.

Deponeringsanlæggets nedre rand består af et reaktivt medie, hvis nedre del er vandmættet umiddelbart over en membran, naturlig eller kunstig. Det reaktive medie fungerer tillige som trykfordelende lag, eller det kan være overlejret af et trykfordelende lag med en højere hydraulisk ledningsevne. Under membranen forekommer naturligt sand/grus, som regnes umættet. Nedstrøms membranen og det reaktive medie løber det rensede perkolat ud i det omgivende terrestriske, umættede miljø og strømmer ud i grundvand. Den udstrømmende og rensede perkolatmængde svarer til den infiltrerende vandmængde.

Når det rensede perkolat blandes med det naturlige grundvand, skal det resulterende grundvand opfylde forud definerede grundvandskriterier i en bestemt afstand nedstrøms deponeringsanlægget (Point of Compliance, POC). Afstanden til dette punkt er under danske forhold sat til 100 m.

2.4.2 Geokemiske randbetingelser

Det forudsættes at det naturligt dannede grundvand i området omkring deponeringen er svagt reduceret.

I det følgende forudsættes de tilførte affaldstyper til deponeringsanlægget at indeholde en begrænset – men ikke negligerbar - mængde af organisk stof som er biologisk omsætteligt.

Det betyder at der naturligt vil udvikles iltfattige eller stærkt reducerende forhold i det deponerede affald i drift, efterbehandling og passiv tilstand som følge af biologisk omsætning af organisk stof. Udvikling af iltfattige eller stærkt reducerende forhold afhænger primært af balancen mellem iltforbrug i deponeringsanlægget og ilttilførsel fra atmosfæren.

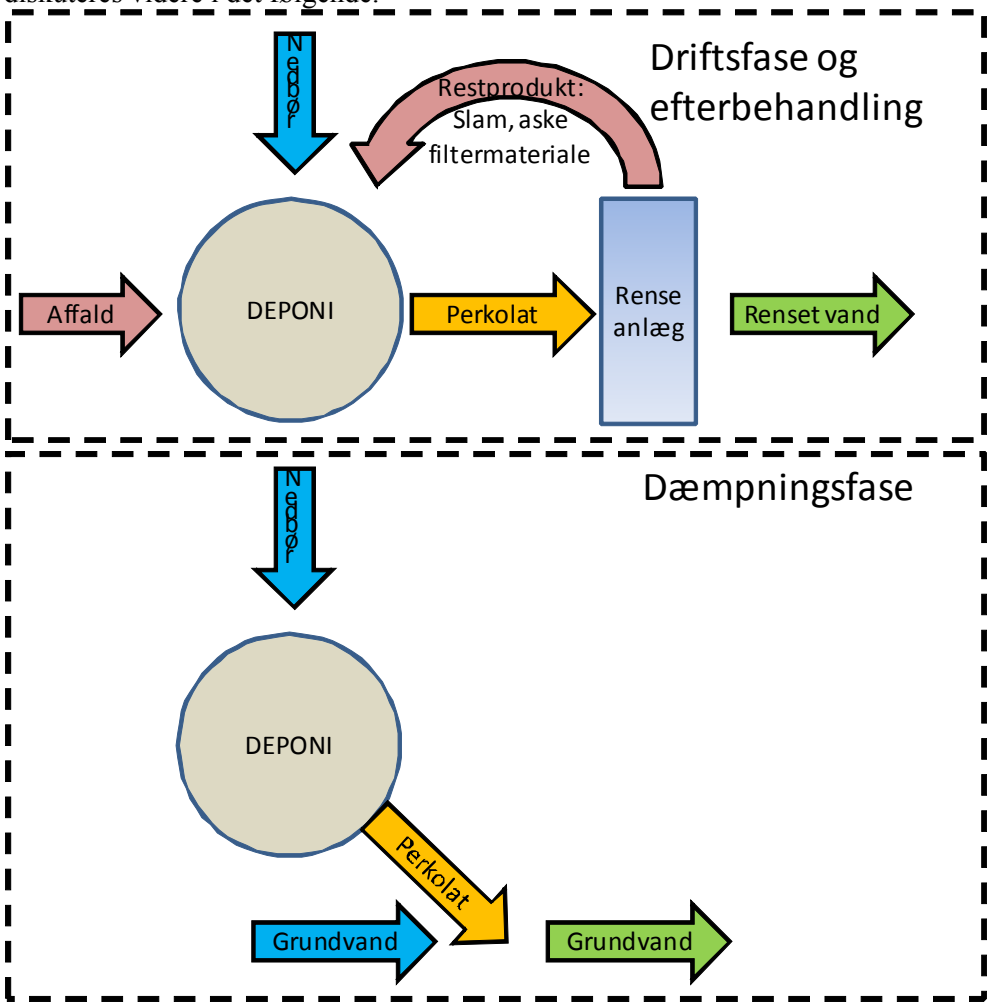
Udbredelse af stærkt reducerende forhold til de omgivende sedimenter via stoftransport med grundvand og poreluft kan betyde geokemiske forandringer i omgivelserne.

Naturlige højtliggende jordlag er under danske forhold som regel sedimenter af glacial oprindelse og dannet under oxiderende forhold. Derfor indeholder disse sedimenter ofte en andel af jernoxider, der kan optræde som elektronacceptorer, hvis vandtyper med organisk stof tilføres sedimenterne. Samtidigt indeholder disse sedimenter også reducerede jernforbindelser som lermineraler og pyrit der modsat kan virke som elektrondonorer. På denne måde indeholder naturlige sedimenter en redox bufferkapacitet, som dæmper påvirkninger fra oxiderende og reducerende tilførsel af stof – analogt til dæmpningen af nitratinput fra intensivt landbrug.

3 Grundlæggende principper og vurderinger

3.1 Overordnede massestrømme

Det traditionelle deponeringsanlæg har en *driftsfase* og en *efterbehandlingsperiode*, hvor anlægget først fyldes op med affald og hvor dannelsen af perkolat overvåges, kontrolleres og fjernes løbende. Herefter overgår anlægget til passiv tilstand, det dannede perkolat strømmer nu direkte ud af anlægget og blandes op i grundvand og overfladevand – denne fase betegnes i de følgende afsnit som *dæmpningsfasen*, jf. Figur 2. Der er naturligvis også andre emissioner (f.eks. til atmosfæren) som ikke diskuteres videre i det følgende.



Figur 2. Den typiske driftsfase og efterbehandlingsperiode samt dæmpningsfase for et deponeringsanlæg med perkolatopsamling i driftsfasen. Selvom perkolat fjernes kontinuert under driften og efterbehandlingen, vil tungt nedbrydelige stoffer – primært metaller - forblive i miljøet.

I driftsfasen og efterbehandlingsperioden kan man tale om en begrænset lokal påvirkning af grundvandet, fordi man kontrollerer kildestyrken ved fjernelse af perkolat. Det er dog svært at argumentere for, at denne kontrol formindsker den samlede emission af tungt nedbrydelige stoffer – primært metaller. Emissionen er

uforandret, hvis perspektivet for vurderingen af emissionerne er så overordnet, at den valgte systemgrænse også omfatter renseanlæg og andre relevante deponeringsanlæg. Ved systemgrænse forstås her afgrænsningen af det fysiske område indenfor hvilket der udføres beregning af massebalance for vand, stoffer og energi.

I den efterfølgende dæmpningsfase vil emissionens størrelse primært være styret af den samlede masse af mobile stoffer, grundvandsdannelse, affaldstyper, stofoverførsel mellem affald, porevand og poreluft, samt stofspecifikke egenskaber.

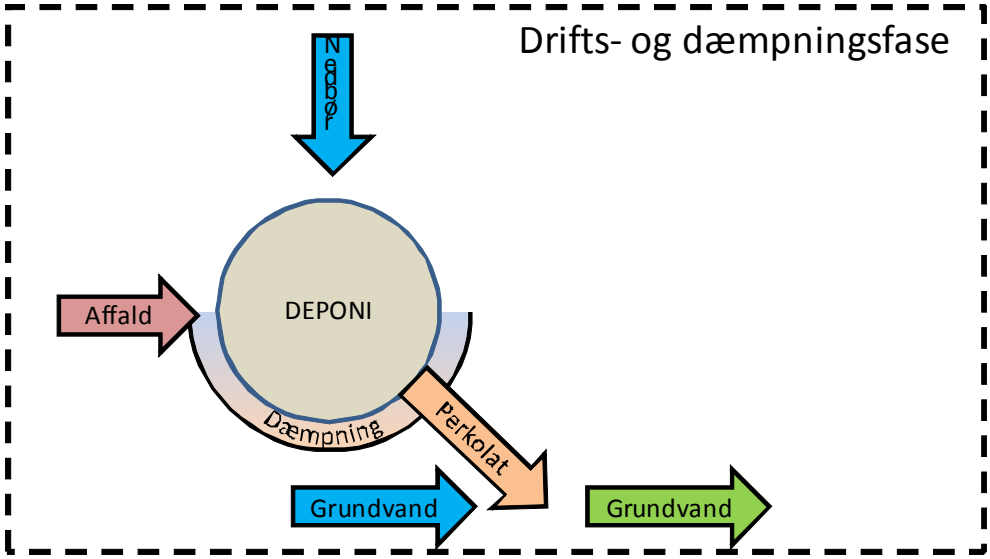
Den lokale emission vil falde efterhånden som massen af de specifikke mobile stoffer i deponeringsanlægget formindskes og i en vis afstand fra anlægget vil koncentrationen i grundvand, overfladevand eller atmosfære være tilstrækkelig lav, således at påvirkningen er acceptabel.

I forbindelse med en risikovurdering vil de væsentligste faktorer for miljø-påvirkning være stofegenskaber, det geokemiske miljø og hydrogeologiske forhold af betydning for opblanding og fortynding.

3.2 Integration af driftsfase og dæmpningsfase

I forhold til dette projekts formål er det væsentligt at afklare hvordan driften, efterbehandlingen og dæmpningsfasen kan integreres. I et sådant integreret deponeringsanlæg vil dæmpningen være indbygget fra driftsstart og fortsat fungere efter afslutningen af den egentlige driftsfase, hvor tilførsel af affald til anlægget er stoppet, jf. Figur 3.

På dette tidspunkt er der den maksimale mængde af affald og mobile stoffer tilstede i deponeringsanlægget og kontakten mellem affald og porevand er størst mulig.



Figur 3. Den integrerede drifts- og dæmpningsfase. Overgangen mellem de to faser er hvor affaldsdeponering ophører – stort set svarende til det tidspunkt hvor emissionen af mobile stoffer ud af deponeringsanlægget begynder at falde.

Emissionen ud over systemgrænsen kan forsætte med at stige i en lang periode indtil det maksimale gennembrud er indtruffet – denne periode er ydermere stærkt afhængig af stofegenskaberne. Omfanget af dæmpningen vil afhænge af hvor systemgrænsen lægges. Lægges systemgrænsen i POC (Point of Compliance) kan

der gå mange år før det maksimale gennembrud indtræffer pga. dispersion og adsorption til sedimenterne i den umættede zone og i grundvandsmagasinet.

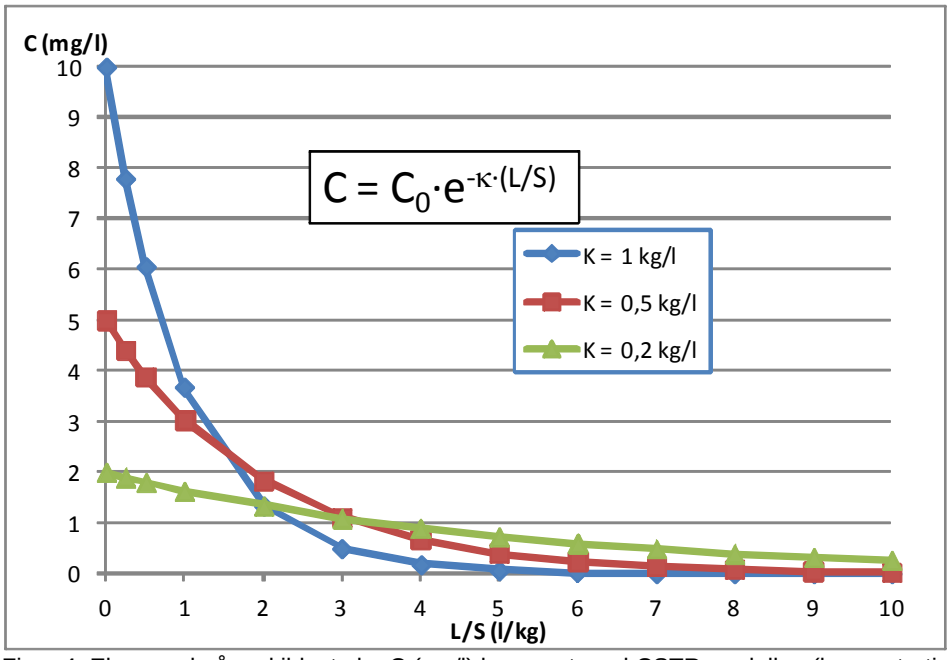
Lægges systemgrænsen derimod i selve den fysiske afgrænsning af deponeringsanlægget vil stoftransporten over systemgrænsen afhænge af udformningen af de passive dæmpningstiltag. Hvis der anvendes en "*kaffetragt og filter*" løsning, hvor perkolatet opsamles og ledes igennem et rensemedie som afsluttende håndtering, vil det maksimale gennembrud komme tidsforskudt. Hvis der derimod anvendes en "*distribueret*" løsning, hvor rensemediet er anlagt sammen med affaldsmassen, kan hydraulikken sammenlignes med en ideelt opblandet beholder og det maksimale gennembrud findes i starten af dæmpningsfasen.

En integration af drifts- og dæmpningsfasen betyder, at emissionen af de mobile stoffer i deponeringsanlægget skal ses i forhold til et samlet forløb fra deponeringen begynder til kildestyrken er klinget af.

Forløbet af stofudvaskningen fra deponeringsanlægget (kildestyrke) kan modelleres som en ideelt opblandet reaktor, /2/, (CSTR jf. afsnit 2.2). Som grundlag herfor forudsættes, at laboratorietests af stofspecifikke udvasknings-egenskaber kan opskaleres til fuldskala, jf. Figur 4, som viser kildestyrken som funktion af væske/faststofforholdet for forskellige værdier af κ.

I Bilag 1 er givet et eksempel på procesberegninger for dæmpningsfasen i deponeringsanlæg baseret på forsimplede forudsætninger om relationen mellem koncentration af mobile stoffer i vandfase (perkolat) og fast fase (affald). Den simpleste forudsætning er en lineær sammenhæng som kan beskrives med en proportionalitetskoefficient: K_D – værdien, der ofte anvendes til at beskrive binding og mobilitet af stoffer i blandede sediment-vandmiljøer.

Det fremgår af Bilag 1 at der er en analogi mellem κ og K_D ($K_D = \kappa^{-1}$).



Figur 4. Eksempel på en kildestyrke C (mg/l) beregnet med CSTR modellen (koncentration i perkolat) som funktion af det akkumulerede væske/faststofforhold L/S og modelkonstanten κ. Arealet under kurverne er ens (E= 10 mg/kg) og kan beregnes ud fra $E = C_0/\kappa$, hvor E er koncentrationen af mobilt stof i affaldet.

CSTR modellen er baseret på forudsætning om en ideel og meget effektiv kontakt mellem faststof og væske, hvor masseoverførsel ikke har betydning. I praksis har effektiviteten af masseoverførsel stor betydning og dermed vil CSTR modellen ikke fuldt ud beskrive udvaskningsforløbet.

Modelkonstanten κ afhænger i princippet både af stoffet og af hvilket affaldsmateriale udvaskningen sker fra. Den samlede emission af et mobilt stof svarer til arealet under kurverne i Figur 4 og er i dette tilfælde konstant (E = 10 mg/kg). Størrelsen af κ er altså ikke alene af betydning for den maksimale kildekoncentration, men også for længden af det tidsrum der vil forløbe før koncentrationen når under et bestemt kriterium.

En stor værdi af modelparameteren κ giver en høj koncentration i starten af udvaskningsperioden, men en tilsvarende hurtig overgang til lave koncentrationer – dette gælder f.eks. letopløselige og mobile stoffer som klorid. En lav κ som gælder stoffer som f.eks. arsen og PCB vil derimod give lave startkoncentrationer og langsomme ændringer i perkolatkoncentrationen.

Derfor kan man argumentere for at foretrække affaldstyper med en høj værdi af modelkonstanten κ i den traditionelle, opdelte driftsfase og efterbehandlingsfase samt den passive tilstand, fordi man her opsamler og fjerner det mobile stof inden man overlader deponeringsanlægget til den passive tilstand, /2/.

Som beskrevet ovenfor er denne ”system” argumentation dog næppe fuldt dækkende, hvis man medtager håndteringen af restprodukter i de nødvendige renseprocesser. Som illustreret i Figur 2 er transporten af perkolat til et rensningsanlæg ikke en endelig løsning for tungt nedbrydelige forureningskomponenter og tungmetaller. Disse stoffer vil i vid udstrækning havne i slam, aske og andre restprodukter og genindtræde i deponeringskredsløbet. Transport og rensning er i øvrigt energikrævende enhedsoperationer som i sig selv er miljøbelastende processer.

I et deponeringsanlæg med integreret drifts- og dæmpningsfase vil man tværtimod tilstræbe at affaldssammensætningen som helhed har en lav κ–værdi for dermed at opnå en lav kildestyrke.

Tilsvarende vurderingen af stofspredningen fra det traditionelle deponeringsanlæg (jf. Figur 1) kan påvirkningen i grundvandet eller i overfladevandet beskrives med CSTR modellen modificeret efter Bilag 1, som kildefunktion og input til yderligere stoftransportmodeller for umættede magasinforhold, mættet grundvandsmagasin og overfladevand. Kildestyrke og de naturlige dæmpningsfaktorer i form af fortynding, dispersion og adsorption skal så inddrages ved beregning af spredningen af den samlede emission over et vist tidsrum og volumen af grundvandsmagasin.

3.3 Hvordan kan man dæmpe kilden i et deponeringsanlæg

For at opnå en maksimal dæmpning kan man kombinere forskellige hydrauliske og proceskemiske processer f.eks.:

- Selektive absolutte barrierer (membraner)
- Adsorption til faste overflader
- Begrænsninger i masseoverførelsesrate
- Fortynding og dispersion

En oplagt teoretisk mulighed er at indbygge en selektiv absolut barriere – dvs. en barriere som tilbageholder de specifikke mobile problemstoffer og tillader vand at passere. Et eksempel er semipermeable membraner som anvendes til omvendt osmose (RO) og nanofiltrering (NF) i vandbehandling.

Den samlede emission fra en sådan membran vil imidlertid ikke ændres, fordi membraner ikke forbliver effektive i al fremtid og før eller senere vil opleve et sammenbrud eller gennembrud. Erfaringen med sådanne enhedsoperationer er, at der i praksis altid vil forekomme et sammenbrud eller gennembrud, hvis tidshorisonten gøres tilstrækkelig lang. Disse tekniske defekter, som kan være tilstopning, fouling (tilgroning), nedbrydning af overflader osv., er velkendte driftsproblemer indenfor vandbehandling og procesteknik.

Den samlede emission af tungt nedbrydelige stoffer som metaller vil derfor forblive den samme. Med denne synsvinkel er det indlysende, at det ikke er muligt at anvende absolutte barrierer til dette formål. Det væsentligste effekt vil være at udskyde tidspunktet for det maksimale gennembrud til et mere eller mindre uforudsigeligt tidspunkt.

Tilsvarende vil de fleste kendte rensningsteknologier, der optræder som selektive barrierer, have en tidsbegrænset kapacitet for masseoverførelse – f.eks. aktivt kul, adsorptionsmedier, reaktive vægge og kemikalier. Derfor vurderes ”*kaffetragt og filter*” løsningen ikke at være en bæredygtig løsning på problemet med at skabe langtidsholdbar kontrol af mobile stoffer.

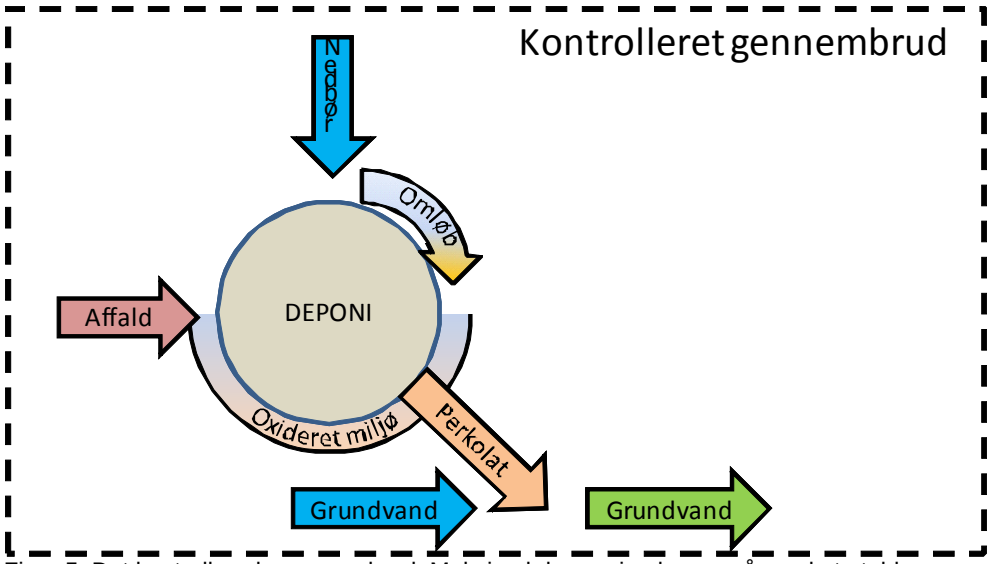
En anden tilgang kunne være at etablere et lille – men kontrolleret – gennembrud som giver en lav kildestyrke. Her bør der skelnes mellem tungt nedbrydelige miljøfremmede stoffer (f.eks. PCB) og metaller som forekommer i naturen.

Langt de fleste metaller forekommer naturligt i lave koncentrationer i naturen og kan accepteres af organismer og planter – mange metaller er ligefrem livsnødvendige næringsstoffer som f.eks. kobolt, kobber, zink, selen og molybdæn. Derfor giver det mening at tilbageføre disse metaller til den naturlige geokemiske cyklus uden at skade muligheden for at anvende grundvandet som drikkevand og uden uacceptabel påvirkning af kvaliteten i overfladevandet.

Tungt nedbrydelige miljøfremmede organiske stoffer kan ikke på samme måde enkelt accepteres i grundvand og overfladevandsmiljøer. Men hvis de tilbageholdes i tilstrækkelig lang tid under optimale forhold for biologisk nedbrydning vil deres miljøeffekt blive tilsvarende reduceret

Dette koncept om et kontrolleret gennembrud som den primære dæmpningsmekanisme er illustreret i Figur 5. Der er flere mulige mekanismer som kan anvendes.

Et kontrolleret gennembrud kan etableres gennem højpermeable zoner i deponeringsanlægget. De permeable zoner formindsker kontakten og hastigheden for masseoverførsel fra affaldet til porevandet og forårsager samtidigt en initial fortynding i selve deponeringsanlægget



Figur 5. Det kontrollerede gennembrud. Maksimal dæmpning kan opnås ved at etablere omløb for nedbøren så kontakten mellem affald og nedbør formindskes, at perkolatet fortyndes og at det geokemiske miljø overvejende forbliver oxideret.

En anden mulighed er at kombinere de højpermeable zoner med optimerede aerobe forhold som giver et oxideret miljø og dermed en høj binding til faste overflader og gunstige forhold for nedbrydning af miljøfremmede organiske stoffer.

De fleste stoffers mobilitet er afhængigt af det geokemiske miljø. I et oxideret miljø har de fleste metaller en lav mobilitet. Det skyldes, at de fleste sedimentoverflader dækkes af jern- og manganoxider, samt biofilm, som har glimrende retentionsegenskaber overfor metaller. Tilsvarende er den biologiske nedbrydning af miljøfremmede stoffer generelt størst under disse forhold. Der er selvfølgelig undtagelser som f.eks. kromat (Cr^{VI}) og klorerede opløsningsmidler.

Der vil være en naturlig positiv feedback effekt mellem etablering af højpermeable zoner og aerobe forhold. Tilstedeværelsen af aerobe forhold er begrænset af muligheden for transport af atmosfærisk ilt ved diffusion i poreluften. Diffusion af atmosfærisk luft er ca. 2 størrelsesordener større end tilførsel af opløst ilt med nedbør fra jordoverfladen. Gasdiffusionen begrænses primært af hydraulisk ledningsevne og vandmætning og derfor vil etablering af højpermeable zoner med ringe vandmætning virke forbedrende på tilførsel af ilt.

For at formindske koncentrationen af de mobile stoffer kan man anvende et rensemedie som giver en høj grad af binding af de mobile stoffer. Effekten af at fordele et rensemedie i deponeringsanlægget er beregnet i Bilag 1 under simplificerede forudsætning (ideelt opblandet reaktor med lineær relation mellem koncentrationerne i perkolat, affald og tilførte rensemedier). I forhold til tungmetaller og tungt nedbrydelige organiske forbindelser er hhv. jernoxider og aktivt kul oplagte valgmuligheder, se afsnit 4.2.2..

4 Deponeringsanlæg med passiv rensning

4.1 Hydrauliske principper til passiv opsamling

4.1.1 Naturgivne hydrauliske randbetingelser

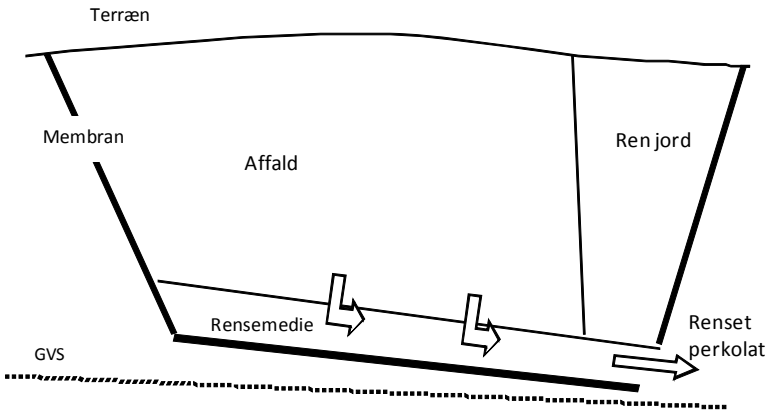
Deponeringsanlægget er underlagt en række naturgivne randbetingelser, som indgår som forudsætninger for vurderinger i projektet.

I forudsætningerne for Deponeringsbekendtgørelsen antages en nettonedbør (infiltration af regnvand) på 350 mm under drift og i den efterfølgende passive periode.

Den hydrauliske ledningsevne af affald sættes til 10^{-5} m/s. Afhængig af affaldstypen og komprimering af affald kan der opstå områder i deponeringsanlægget med både højere og lavere hydraulisk ledningsevne. Affaldet regnes umættet med vand, og strømningen af det infiltrerende vand er derfor i alt væsentligt lodret. Den hydrauliske ledningsevne af det omgivende naturlige sand og grus antages at have en højere hydraulisk ledningsevne end affaldet, således at perkolat frit kan strømme ud i det omgivende miljø.

Deponeringsanlægget etableres tørt med en vis afstand til grundvandsspejlet.

4.1.2 Hydraulisk indretning af type 1 deponeringsanlæg

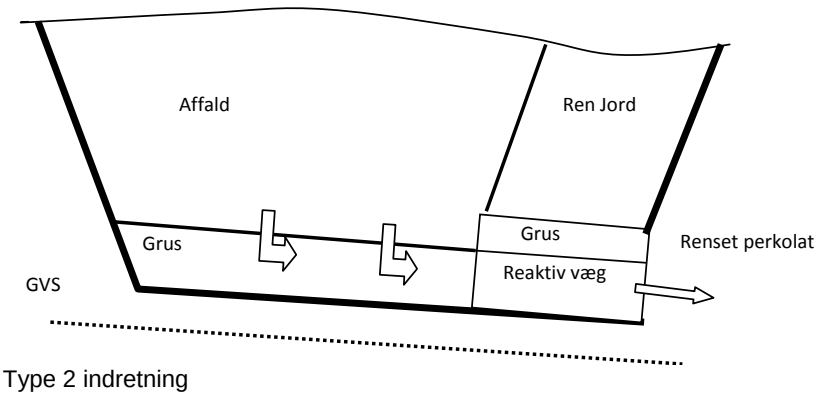


Figur 6.Type 1 indretning

Figur viser en indretning af et deponeringsanlæg med passiv perkolatrensning. Deponeringsanlægget er indrettet med en membran i bund og på sider. Nedstrøms er der etableret perforering af membranen til afløb for renset perkolat. Rensemediet fungerer tillige som drænlag og trykfordelende lag. Voluminet af rensemediet er tilpasset således, at al perkolat kan renses. En del af deponeringsanlægget reserveres til deponering af ren jord eller andet ikke forurenende materiale, da det ikke er muligt at rense perkolatet fra den sidste del af deponeringsanlægget uden oppumpning og reinfiltration.

4.1.3 Hydraulisk indretning af type 2 deponeringsanlæg

Type 2 deponeringsanlæg er indrettet med en reaktiv væg som afløb fra deponeringsanlægget. Drænlaget udgøres af grus, som fører perkolatet til den reaktive væg. Et lag af grus overlejrer den reaktive væg, således at perkolat kan strømme til væggen ovenfra i tilfælde af en klogning. En principskitse er vist i Figur 7.

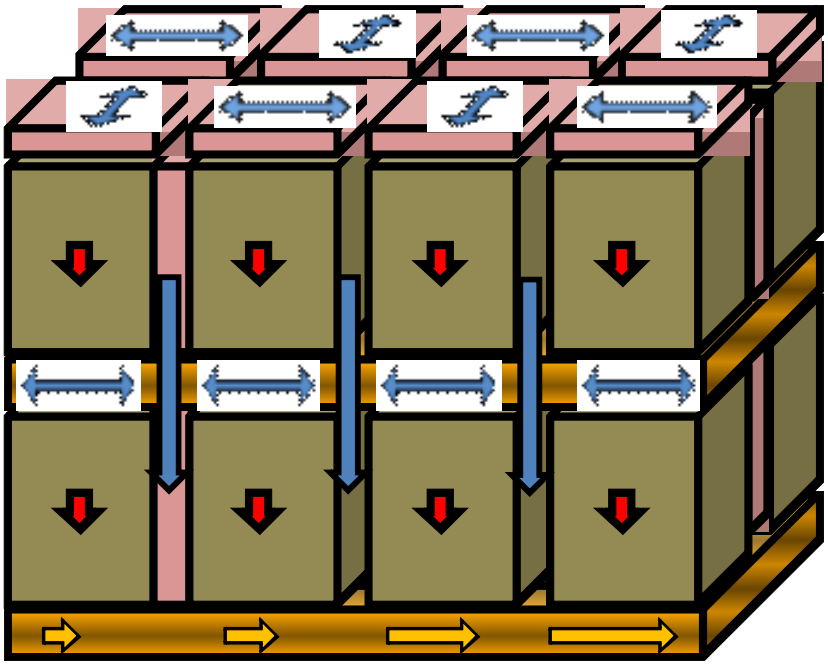


Figur 7. Type 2 indretning

En variation af denne type deponeringsanlæg kan være at indbygge opslidsede rør i det trykfordelende gruslag og lade disse munde ud i en rende, som fordeler perkolatet jævnt over kanten af den reaktive væg.

4.1.4 Hydraulisk indretning af type 3 deponeringsanlæg

I deponeringsanlægget af Type 3 foregår ikke en passiv rensning, men en fortynding. Deponeringsanlægget indrettes med lodrette og vandrette, permeable passager, som leder det nedsivende vand udenom affaldet, og som kun lader en marginal mængde nedsivende vand strømme gennem affaldet.



Figur 8. Type 3 indretning (udsnit af repetetivt mønster).

Der indbygges membran og trykfordelende gruslag i bunden af deponeringsanlægget. Det vand, som kommer i kontakt med affaldet og danner egentligt perkolat, fortyndes op med det vand, som løber i de højpermeable zoner således at perkolatet bliver meget tyndt. De lodrette zoner har høj, ensartet hydraulisk ledningsevne. De vandrette zoner udføres som to lag, et lag af finsand med lavere hydraulisk ledningsevne end affaldet og i kontakt med underliggende affald. Herover indbygges et gruslag med høj hydraulisk ledningsevne, som gør, at vandet primært transporteres i dette lag.

4.2 Tekniske principper til passiv rensning

4.2.1 Forureningskomponenter

Der tages udgangspunkt i de mulige forureningskomponenter og koncentrationer i farligt og inert affald som de er beskrevet i deponeringsbekendtgørelsen /1/.

Grænseværdierne for maksimal koncentration ved udvaskning af inert affald (klasse IA1) til deponering på kystnære deponeringsanlæg med "Anlægsfaktor" ≤ 0,5 er typisk 10 – 100 gange højere end de maksimale tilladte indhold i grundvandet, som følge af miljøpåvirkningen, jf. Tabel 1.

For de maksimale koncentrationer ved udvaskning af farligt affald (klasse FA1) under tilsvarende forhold er der typisk tale om en faktor 100 – 1000 gange de maksimalt tilladte indhold i grundvandet, jf. Tabel 1.

Tabel 1. Grænseværdier for C_0 (mg/l) i inert og farligt affald (hhv. klasse IA1 og FA1) sammenlignet med maksimale koncentrationer i grundvand , /1/.

Stof/parameter	IA1 Co	FA1 Co	Grundvand
Arsen	0,06	3,0	0,008
Cadmium	0,02	1,7	0,0005
Kobber	0,60	60	0,1
Kviksølv	0,002	0,30	0,0001
Bly	0,15	15	0,001
Zink	1,2	60	0,1
DOC	160	320	4,0

4.2.2 Rensemetoder

De mulige rensemetoder som kan anvendes som passive metoder skal være karakteriseret ved en stor grad af kemisk og mekanisk stabilitet, givet det krævende miljø som metoden skal anvendes i, og de ringe muligheder for service og vedligehold efter afslutningen af deponeringen.

På denne baggrund kan man pege på følgende oplagte og kommercielt tilgængelige metoder og processer:

- Biologisk nedbrydning og optagelse
- Aktivt kul
- 0-valent jern
- Jernoxider, manganoxider, aluminiumoxid,

Andre processer som f.eks. elektriske metoder, absolutte eller semipermeable membraner, partikelfjernelse osv. vurderes som urealistisk under de gældende forhold.

Biologisk nedbrydning og optagelse (assimilering) er en velkendt og velafprøvet metodik til at fjerne organisk stof generelt og toksiske organiske forbindelser. Selv tungt nedbrydelige stoffer som PCB og DDT er dokumenteret nedbrudt af særlige mikroorganismer som ofte er tilstede i forurenet jord.

De væsentligste forudsætninger for effektiv biologisk omsætning er aerobe forhold, høj fugtighed, tilgængelige overflader for vækst af biofilm og tilstedeværelse af næringsstoffer som kvælstof og fosfor. Det vurderes, at den kritiske faktor i et deponeringsanlæg er tilstrækkelig tilførsel af ilt. Dette kræver, at der er højpermeable zoner, hvor ilt kan transporteres ved diffusion i poreluften, da det infiltrerende perkolat næppe har et tilstrækkeligt iltindhold fra infiltration gennem jordoverfladen.

Aktivt kul i pulver (PAC) eller granuleret form (GAC) har en generel høj adsorptionskapacitet overfor en lang række af toksiske miljøfremmede organiske forbindelser som f.eks. PAH, klorfenoler og PCB.

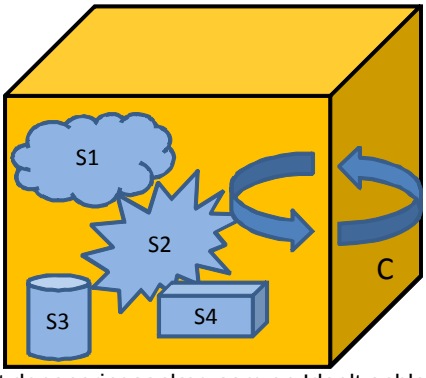
0-valent jern er påvist at kunne fjerne både organiske stoffer som f.eks. perchlorethylen og metaller ved elektrokemiske processer under både anaerobe og aerobe forhold. Imidlertid vil evt. perkolat blive kraftigt påvirket af pH - ændringer og sulfatreduktion under anaerobe forhold hvilket kan give problemer med belægninger og tilstopning. 0-valent jern vurderes derfor at være mest brugbart under aerobe forhold, hvor korrosionsprodukterne (jernoxid) har gode adsorptions-egenskaber .

Jernoxider, manganoxider og aluminiumsoxider er mekanisk stabile og har gode adsorptionsegenskaber overfor metaller. Specielt har jernoxider gode egenskaber overfor både anioner som arsen (arsenat/arsenit) og kromat såvel som kationer som bly, kobber og cadmium. Jernoxid er et bulk kemikalie der indgår i mange industrielle produktioner, men der findes også særlige jernoxid produkter, der markedsføres til vandbehandlingsmarkedet.

4.2.3 Anvendelse af adsorbenter i deponeringsanlæg

I bilag 1 er der med simplificerende antagelser redegjort for effekten af at placere aktivt kul (GAC) og jernoxid i et deponeringsanlæg (jf. Figur 9). Hvis

deponeringsanlæggets affald (affaldskomposit med forskellige typer affald) er i tilnærmelsesvis ligevægt med perkolatet, så vil den primære effekt af tilsætningen af GAC eller jernoxid være at sænke den maksimale koncentration af de mobile stoffer.



Figur 9. Simplificering af et deponeringsanlæg som en Ideelt opblandet reaktor model med affaldskomposit indhold af mobilt stof i ligevægt med perkolatkoncentration.

Beregningerne viser, at det teoretisk er muligt at sænke koncentrationen af en række af de væsentligste fokusstoffer (metaller og tungt nedbrydelige organiske stoffer). For nogle stoffer (arsen, bly, kobber, fluoranthen, PCB) kan man sænke koncentration mere end en faktor 1000 ved tilsætning af ca. 1 kg adsorbent pr. ton affald, hvilket vurderes at være et realistisk tilskud.

Det vurderes derfor, at det vil være muligt for en væsentlig række stoffer at overholde grundvandskvalitetskravene i selve perkolatet.

Hvis denne metodik kombineres med intern fortynding (type 3 indretning, jf. Figur 8) og der etableres aerobe forhold, vurderes det at det er muligt at overholde grundvandskvalitetskriteriet i selve perkolatet for i praksis alle stoffer.

4.3 Kontrol og overvågning

Ved traditionelle deponeringsanlæg foretages en løbende kontrol af perkolat og overvågning af grundvandet nedstrøms anlægget. Det samme gælder efterbehandlingsperioden, hvor kontrol og overvågning traditionelt foretages i 30 år. Det må forventes, at tilsvarende kontrol og overvågning skal finde sted ved et anlæg med passiv rensning. Vælges en længere periode end 30 år, er der økonomi til at gennemføre dette i lyset af de besparelser, der opnås ved ikke at skulle behandle perkolat decentralt, se afsnit 5.1.8.

I et traditionelt deponeringsanlæg består flow kontrol af en registrering af bortpumpede vandmængder i anlægs- og efterbehandlingsperioden (30 år). I et deponeringsanlæg med passiv rensning skal kontrollen foretages i et porøst medium (grundvandsmagasin), hvilket kræver en dertil egnet overvågningsteknik.

5 Vurdering af økonomi og miljøkonsekvenser

5.1 Deponeringsanlæggets økonomi

5.1.1 Vurdering af omkostninger til anlæg, drift, nedlukning og efterbehandling

I det følgende sammenlignes omkostninger for et traditionelt deponeringsanlæg og et anlæg med passiv rensning. Omkostningerne er taget fra Efteruddannelsesudvalget for bygge/anlæg og industri (BAI),/3/, og er angivet i 2010 priser. Omkostningerne er baseret på et deponeringsanlæg på i alt 10 ha, hvoraf 9 ha (300·300 m anlægsareal) er membranbelagte deponeringsenheder. Anlægget modtager i alt 750.000 tons affald over 20 år. Med en deponeret rumvægt på 1,5 t/m^3 , /2/, svarer dette til et deponeret volumen på 500.000 m^3 med en deponeringshøjde på 5,6 m.

5.1.2 Jordkøb m.m.

Omkostningen dækker indkøb af areal til deponering, tilstødende arealer til evt. udvidelse og anlæg af læhegn og volde, samt evt. nedlægning af beboelse. BAI angiver købspriser på 120.000 - 230.000 kr./ha svarende til 1,2 -2,3 mio. kr. for det samlede areal eller 1,6 - 3,1 kr./ton for det traditionelle anlæg. Et anlæg med passiv rensning har plads til en mindre affaldsmængde på grund af det volumen, rensemediet optager. Dette volumen vurderes at andrage 15% af det samlede volumen svarende til en fordyrelse af købsprisen på 0,24 - 0,47 kr./ton.

5.1.3 Myndighedsbehandling

Myndighedsbehandling omfatter VVM-screening og/eller VVM-redegørelse, lokalplanlægning og miljøgodkendelse. Omkostningerne hertil udgøres af driftsherrens egen indsats, honorar til en rådgiver samt brugerbetaling til kommunen i nødvendigt omfang. For et traditionelt anlæg estimeres omkostningen til 1,5 mio. kr. eller 2 kr./ton. For et anlæg med passiv rensning vurderes den samlede pris at blive den samme, da et anlæg til opsamling og bortpumpning af perkolat ikke skal projekteres, men til gengæld øges omkostningerne til projektering på grund af anlægget til passiv rensning. På grund af 15% mindre deponeringsvolumen giver dette en fordyrelse på 0,3 kr./ton.

5.1.4 Anlægsarbejder, projektering og tilsyn

Omkostningerne til anlæg består af omkostninger til fællesanlæg og deponeringsenheder. BAI angiver et samlet beløb for fællesanlæg (modtageområde, brovægt, randvolde, beplantning, blivende veje, vandforsyning, bygninger samt anlæg til fælles perkolathåndtering for alle enheder, pumpestation og transportledning) på ca. 25 mio. kr. inkl. projektering og tilsyn. Et deponeringsanlæg med passiv rensning anvender ikke pumpestation og transportledning, hvorfor anlægsprisen for denne type deponeringsanlæg kan sættes

til ca. 22 mio. kr. Fordyrelsen på grund af det mindre deponeringsvolumen antages at balancere besparelsen på pumpestation og transportledning. Deponeringsenhederne etableres løbende i et traditionelt deponeringsanlæg, mens det i et deponeringsanlæg med passiv rensning etableres fra anlæggets start. BAI angiver en anlægsomkostning til ni hektar deponeringsenheder til 32 mio. kr. For et anlæg med passiv rensning er fordyrelsen 6,4 kr./ton.

5.1.5 Driftsmidler

BAI angiver en samlet investering i maskiner på 3,8 mio. kr., som antages gentaget 3 gange i anlæggets levetid, altså 11,4 mio. kr. Til deponeringsanlægget kan forventes ekstra udstyr til fremstilling af rensemedie på ca. 1 mio. kr. Dette giver en fordyrelse på 15% af 11,4 mio. kr. plus 1 mio. kr. eller 3,61 kr./ton.

5.1.6 Driftsomkostninger

Anlæggets driftsomkostninger er en funktion af de miljømæssige vilkår, fællesomkostninger og finansieringsomkostninger og varierer meget fra anlæg til anlæg. Driftsomkostningerne øges ikke på grund af det mindre deponeringsvolumen, fordi driftsperioden bliver tilsvarende lavere. Anlægget med passiv rensning anvender ikke perkolatopsamling og transport gennem rør til rensningsanlæg. BAI angiver et interval for driftsomkostningerne til deponering af blandet affald på 100 - 500 kr./ton. Renosam er via et bench-marking projekt kommet frem til en pris på 300 kr./ton i gennemsnit for 15 anlæg.

I referenceanlægget deponeres 750.000 tons på 20 år, eller 37.500 tons/år. Med et areal på 9 ha og en infiltration på 350 mm/år produceres 31.500 tons perkolat pr. år. Regnes med en pris på rensning og transport på 50 kr./ ton perkolat er prisen for perkolatrensning og -transport 1,575 mio. kr. /år. Dette svarer til en omkostning på 42 kr./ton til perkolatbehandling. Det vurderes derfor, at driftsomkostningen kan sættes til ca. 258 kr./ton, altså en besparelse på 42 kr./ton.

5.1.7 Nedlukning og efterbehandling

Omkostningerne til nedlukning vurderes at være de samme for et traditionelt anlæg og et anlæg med passiv rensning.

Efterbehandlingen dækker i alt væsentligt over omkostninger ved bortskaffelse af perkolat og overvågning af anlægget ved kemisk analyse af perkolat og grundvandsprøver. Her spares for deponeringsanlægget med passiv rensning omkostningerne til perkolatbehandling, altså 42 kr./ton. Omkostningerne til overvågning er her regnet ens med og uden passiv rensning.

BAI angiver et beløb for et referenceanlæg på 49 kr./ton til opsparing til nedlukning og efterbehandling. Uden perkolatbehandling kan denne opsparing reduceres til omkring 7 kr./ton.

5.1.8 Sammenstilling af resultater

Når omkostninger omregnes til kr./ton, for at få et sammenligningsgrundlag, indføres en usikkerhed for nogle omkostningers vedkommende. F.eks. er den producerede perkolatmængde ikke en funktion af deponeringshøjden men af deponianlæggets areal. Herved kan egentlig kun foretages sammenligning for deponeringsanlæg med samme fyldhøjde.

Sammenligningsgrundlaget anses dog for at være anvendeligt til en overordnet vurdering af omkostningsstrukturen for et traditionelt deponeringsanlæg sammenlignet med et deponeringsanlæg med passiv rensning.

Tabel 2sammenstiller øgede omkostninger (+) og besparelser (-) ved et deponeringsanlæg med passiv rensning i forhold til et traditionelt anlæg.

Tabel 2. Sammenligning af økonomi mellem et traditionelt deponeringsanlæg og et anlæg med passiv rensning ved 750.000 tons deponeret affald.

OMKOSTNINGSART	SAMLET PRIS FOR ET TRADITIONELT ANLÆG OVER 20 ÅR (MIO. KR.)	PRISÆNDRING VED ANLÆG MED PASSIV RENSNING OVER 20 ÅR	
		MIO. KR.	KR./TON
JORDKØB	1,2-2,3	+ 0,18-0,345	+ 0,24-0,47
MYNDIGHEDSBEHANDLING	1,5	+ 0,225	+ 0,30
ANLÆGSARBEJDER, FÆLLESANLÆG	25,0	0,00	0,00
ANLÆGSARBEJDER, DEPONERINGSENHEDER	32,0	+ 4,8	+ 6,40
DRIFTSMIDLER	12,4	+ 2,71	+ 3,61
DRIFTSOMKOSTNINGER	225,0	- 31,5	- 42,00
NEDLUKNING OG EFTERBEHANDLING	36,8	- 31,5	- 42,00
I ALT	334,7	- 55,0	-73,30

Det er tydeligt fra tabellen og ovenstående betragtninger, at økonomien for deponeringsanlægget med passiv behandling er stærkt begunstiget af de fjernede omkostninger til perkolatbehandling. At der ikke bruges strøm til pumpning og efterfølgende behandling på et renseanlæg er en fordel for miljøet. Samtidig sker der en væsentlig reduktion af opsparing til sikkerhedsstillelse, og der åbnes mulighed for at reducere deponeringsafgiften med et beløb, der modsvarer udgiften til perkolatbehandling. I forhold til udgiften for perkolatbehandling er merudgiften til etablering af et rensemedie i deponeringsanlægget lille, og der er råderum til at finansiere de nødvendige forsknings- og udviklingsomkostninger.

5.2 Miljøkonsekvenser

I forhold til et traditionelt deponeringsanlæg optræder nogle miljøkonsekvenser i relation til et anlæg med passiv rensning.

- Det vurderes, at et deponeringsanlæg med passiv rensning medfører en reduceret risiko for grundvandsforurening i forhold til et traditionelt deponeringsanlæg, da perkolat renses på anlægget.
- Et deponeringsanlæg med passiv rensning anvender ikke pumpning og forøger ikke miljøbelastningen i form af decentral rensning og sparer herved udledning af CO_2.
- En risiko for svigt i den passive rensning kan ikke udelukkes, hvilket kan give anledning til grundvandsforurening. Det er dog muligt, at perkolatet kan have en så høj grad af fortynding eller rensning, at en resulterende grundvandsforurening er uden betydning, især ved kystnær deponering. Risikoen for grundvandsforurening vil dog også være til stede for et traditionelt deponeringsanlæg.

5.3 Anbefalinger til opfølgende aktiviteter og undersøgelser

Set i lyset af de mulige besparelser, der er forbundet med etablering af passiv rensning ved et deponeringsanlæg, er der grundlag for at undersøge projektets muligheder yderligere. Følgende foreslås:

- Numerisk modellering af stoftransport i deponeringsanlæg med passiv rensning og højpermeable zoner vha. modelkomplekset COMSOL Physics. Her afprøves forskellige scenarier og indretninger af deponeringsanlægget og deponeringsprincipper. Modelarbejdet omfatter opstilling af en konceptuel model af omsætning og transport af opløst stof i affald, perkolat og rensemedie. Overslagsmæssigt vurderes omkostningerne for dette arbejde at være kr. 200.000 - 300.000,- ekskl. moms.
- Herefter foreslås gennemført et skitseprojekt i forbindelse med et konkret deponeringsanlæg, inklusive den konkrete indretning af anlægget og deponeringsmetoden. Der udarbejdes et økonomisk overslag i samarbejde med en entreprenør, som har den fornødne erfaring med jordarbejder i relation til deponeringsanlæg. De mere nyskabende dele i skitseprojektet vedrører overordnet design af rensemedie, bundmembran, afløbsforanstaltninger, modellering af stoftransport og omsætning i fuld skala, samt udvikling af kontrol og overvågningsprocedurer. Overslagsmæssigt vurderes omkostningerne for dette arbejde at være kr. 400.000 - 500.000,- ekskl. moms. Der henvises her til Håndbog i Affaldsdeponering /3/ for vurdering af omkostninger til projektering af de øvrige tekniske forhold omkring deponeringsanlægget (tilkørselsforhold, VVM, pladsindretning, arbejdsmiljø, udlægning af membraner osv.).

6 Konklusion og anbefalinger

Muligheden for at indrette et deponeringsanlæg med indbygget passiv rensning er undersøgt. På basis af de gennemførte vurderinger kan det konkluderes, at

- Det er muligt at etablere passiv rensning og/eller fortynding på et deponeringsanlæg og udlede det rensede/fortyndede vand til omgivelserne og overholde gældende miljøkrav for vandkvalitet.
- Den optimale passive rensning giver ikke en absolut tilbageholdelse af uønskede mobile stoffer, men snarere en begrænsning af de maksimale koncentrationer og udjævning af emissionen over et længere tidsrum.
- Da deponeringsanlægget med passiv rensning ikke benytter pumpning og decentral rensning af perkolat vil de reducerede driftsomkostninger gøre et deponeringsanlæg med passiv rensning økonomisk attraktivt. Anlægsomkostningen forventes at blive højere for et anlæg med passiv rensning, men forhøjelsen opvejes rigeligt af de sparede driftsomkostninger.
- Et deponeringsanlæg med passiv rensning udgør en mindre miljøbelastning end et traditionelt anlæg med decentral rensning.
- Det anbefales, at undersøge et deponeringsanlæg nærmere ved at gennemføre kemiske og hydrauliske beregninger af processerne i affaldet. Det foreslås, at gennemføre et skitseprojekt af et deponeringsanlæg med passiv rensning på en udvalgt lokalitet.

7 Litteratur

1. Miljøministeriet (2011): Deponeringsbekendtgørelsen. Bekendtgørelse nr. 719 af 24/6/2011.
2. DHI (uden år): Forudsætninger for beregning af kriterier for deponering og genanvendelse
3. Efteruddannelsesudvalget for bygge/anlæg og industri (2011): Håndbog i Affaldsdeponering.
4. Dzombak, D.A and Morel, F.M.M (1990): Surface Complexation Modelling. Hydrous Ferric Oxide. John Wiley & Sons.
5. Dobbs, R.A and Cohen, J.M. (1980): Carbon Adsorption Isotherms for Toxic Organics. United States Environmental Protection Agency. EPA-600/8-80-023.

Resume

Miljøstyrelsen har fået skitseret mulighederne for at indrette fremtidens deponeringsanlæg med en løbende in-situ rensning af perkolat eller en høj grad af fortynding, som gør det muligt at udlede perkolat til det omgivende miljø. Herved åbnes mulighed for at drive deponering uden opsamling af perkolat og med begrænset efterfølgende overvågning.
Rapporten skitserer deponeringsanlæg med passiv rensning ved etablering af et rensemedie i bunden af anlægget og anlæg med indretning af højpermeable zoner i det deponerede affald. Indledende vurderinger viser, at det er muligt at enten rense eller fortynde perkolat til en grad, som gør denne type anlæg attraktivt. De skitserede typer anlæg vurderes mindre miljøbelastende og billigere ift. traditionelle deponeringsanlæg, da der ikke skal ske transport og rensning af perkolat decentralt.

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www. mst.dk